

**ABSORCIÓN DE MERCURIO EN AGUAS CONTAMINADAS MEDIANTE
BIOCARBÓN DE MADERA Y PVC, BAJO EL PARADIGMA DE LA ECONOMÍA
CIRCULAR**

**ANDRÉS MAURICIO BALLARES ZAPATA
CÓDIGO: 1.088.339.650**

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
PREGRADO
ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL
PEREIRA, 2020.**

**ABSORCIÓN DE MERCURIO EN AGUAS CONTAMINADAS MEDIANTE
BIOCARBÓN DE MADERA Y PVC, BAJO EL PARADIGMA DE LA ECONOMÍA
CIRCULAR**

ANDRÉS MAURICIO BALLARES ZAPATA

**TRABAJO DE GRADO PARA OBTENER EL TÍTULO DE ADMINISTRADOR
AMBIENTAL**

DIRECTOR

PhD. JOSE ALEXANDER RODRIGUEZ

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
PREGRADO
ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL
PEREIRA, 2020.**

Dedicatoria:

Primeramente, a Dios por guiarme en este camino que llamamos vida, en segundo lugar, a mis padres, por estar siempre apoyándome e impulsándome a cumplir mis sueños, a mi tíos por ser esas personas incondicionales que siempre han estado ahí para mí.

Agradecimientos:

A Dios por la vida, a mis padres porque ellos me han enseñado que se debe de luchar y perseverar en nuestros sueños, a mis familiares que independientemente de las circunstancias siempre estuvieron para cuando se necesitaba una mano amiga, a mis compañeros y amigos de la vida universitaria porque con ellos crecí no solo académicamente sino también personalmente, a la Universidad Tecnológica de Pereira, por ser ese segundo hogar durante 5 años, al profesor José Alexander Rodríguez porque no solo encamino mi proceso investigativo, sino que también me apoyo durante mi formación académica. Muchas gracias a todos, por hacer parte de mi vida y aportar a mi crecimiento personal.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	8
2. OBJETIVOS.....	14
2.1 General	14
2.2 Específicos	14
3. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	15
4. METODOLOGÍA	23
4.1 Potencialidades físicas y químicas del biocarbón para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	23
4.2 Potencialidades del biocarbón como alternativa bajo los paradigmas de la economía circular.....	25
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
5.1 Potencialidades físicas del biocarbón para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	28
5.2 Potencialidades químicas de diferentes matrices de biomasa para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	31
5.3 Análisis de las relaciones entre las variables químicas y físicas de las diferentes matrices de biomasa para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	35
5.3 Potencialidades del biocarbón dentro del paradigma de la economía circular	37
6. CONCLUSIONES	40
7. BIBLIOGRAFÍA.....	42

LISTA DE TABLAS.

Tabla 1. Relación de biomásas utilizadas en la adsorción de mercurio en aguas contaminadas y sus respectivas referencias bibliográficas.	24
Tabla 2. Propiedades y químicas de biocarbones de diferentes biomásas utilizados para adsorción de mercurio en aguas contaminadas	27
Tabla 3. Análisis de correlación entre variables de adsorción de mercurio en aguas contaminadas	36
Tabla 4. Análisis inferencial de las variables de adsorción de mercurio en aguas contaminadas Valor de medias	36

LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Porcentaje de cenizas de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.	28
Figura 2. Volumen de poros de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas	29
Figura 3. Área superficial específica de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	31
Figura 4. Rendimiento de adsorción de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.....	32

RESUMEN

En la actualidad unos de los mayores problemas ambientales con los que se cuentan, es la contaminación de residuos sólidos generados por los diferentes sectores industriales, y la contaminación por parte de sustancias tóxicas como lo son los metales pesados dispuestos en las diferentes fuentes hídricas. Una alternativa de solución a dichas dificultades es el uso de biocarbón, un compuesto de origen orgánicos y no orgánico producido a partir de un proceso de pirólisis, este compuesto sirve como enmienda para la contaminación por parte de los metales pesados además de ser producido a partir de residuos sólidos. Debido a la gran diversificación en este compuesto y a los diferentes materiales utilizados para su producción se postula, Estimar la factibilidad técnica y económica de la matriz de biocarbón de la mezcla de madera y PVC, en adsorber y remover mercurio de aguas con historial de contaminación con mercurio. Para lo cual se efectuó una revisión bibliográfica en diferentes bases de datos obteniendo las características de diversas matrices de biocarbón para ser evaluadas en comparación con el biocarbón de madera y PVC, contrastando 18 matrices de biocarbón en total. Además, se establecieron los principios de la economía circular para evaluar de qué forma las potencialidades del biocarbón de madera y PVC encajan dentro de la economía circular.

PALABRAS CLAVES: Biocarbón, Contaminación, Economía circular

SUMMARY

Currently, one of the biggest environmental problems is the contamination of solid waste generated by different industrial sectors, and pollution from toxic substances such as heavy metals in different water sources. An alternative solution to these difficulties is the use of biochar, a compound of organic and non-organic origin produced from a process of pyrolysis, this compound serves as an amendment to the contamination by heavy metals in addition to being produced from solid waste. Due to the great diversification in this compound and the different materials used for its production it is postulated, to stimulate the technical and economical feasibility of the biochar matrix of the wood-PVC mixture, in adsorbing and removing mercury from waters with a history of mercury contamination. To this end, a bibliographic review was carried out in different

databases obtaining the characteristics of various biochar matrices to be evaluated in comparison with wood and PVC biochar, contrasting 18 biochars matrices in total. In addition, the principles of the circular economy were established to evaluate how the potential of wood and PVC biochar fits into the circular economy.

KEY WORDS: Biochar, Contamination, Circular Economy

1. INTRODUCCIÓN

El mercurio (Hg) es un metal tóxico que puede causar una variedad de efectos adversos al medio ambiente y a los seres vivos dependiendo de la especie presente, sea elemental, orgánico o inorgánico, así como de la vía, cantidad y duración de exposición (Yard et al. 2012). Estas formas de mercurio difieren por su grado de toxicidad y sus efectos en los sistemas nervioso, inmunitario, aparato digestivo, piel, pulmones, riñones y ojos (Mariscal-santi, 2017). Este elemento puede ser encontrado de forma natural en los ecosistemas mediante procesos geológicos de formación de minerales, procesos naturales como la erosión, la desgasificación de la corteza terrestre, emisiones volcánicas (Baya y Van Heyst 2010; Gustin et al. 2000), así como resultado de procesos antrópicos como la agricultura, generación de energía, actividades industriales y la minería (Berg et al. 2006; Olivero-Verbel et al., 2014), provocando la degradación tanto del aire, suelo y agua; contaminación que viene dándose desde la época del descubrimiento de América, aproximadamente 450 años, en la explotación y extracción del oro, utilización de carbón y quema de madera, donde fueron utilizados aproximadamente 200.000 toneladas métricas de mercurio solo en América del Sur (Díaz Arriaga, 2015).

La preocupación por la contaminación de mercurio a nivel mundial ha ido aumentando debido a su transporte a larga distancia en la atmósfera, su persistencia en el medio ambiente (agua-aire-suelo), y su capacidad de acumularse superando las concentraciones del medio (Matsuyama et al., 2017). Además, de transferirse al hombre a través de la cadena alimenticia, como sucedió en la Bahía de Minamata/Japón, en donde en 1932 se descubrieron más de mil casos de envenenamiento de mercurio, causados por el efluente contaminado con metilmercurio liberado por la fábrica Chisso, conocidos como los mayores fabricantes de químicos de Japón (Budnik & Casteleyn, 2019); otro caso conocido por la contaminación con mercurio, se observó en el lago Ontario,

Canadá, en el cual se habían derramado entre 200 y 600 toneladas de mercurio (Harada et al., 2005); filtrándose en el suministro de agua provocando afectaciones en la salud por más de cuatro décadas en la población de Grassy Narrows (Budnik & Casteleyn, 2019).

De los países de América Latina que producen mercurio podemos encontrar a Brasil, Argentina, Perú, México y Colombia, este último como el mayor productor para uso industrial como la producción de cloro y soda cáustica, PVC, espumas de poliuretano, entre otros (Diaz Arriaga, 2015; Reyes et al., 2016). Además, Colombia es considerado el sexto país en producción de oro, proceso en el cual se ubica la mayor contaminación de aguas y suelos del planeta, debido al uso irresponsable de este metal en la minería del oro, utilizando un promedio de 75 Ton/año de mercurio, estimando una contaminación de 2000 millones de metros cúbicos diarios de agua (mercurywatch.com, 2020).

En los últimos años han ido aumentando las concentraciones de mercurio en las aguas destinadas al consumo humano, con niveles de hasta $5,0 \mu\text{gL}^{-1}$; como por ejemplo en la Ciénaga de Ayapel en el río Cabí con $3,0 \mu\text{gL}^{-1}$ (Diaz Arriaga, 2015) y $20,6 \times 10^3 \mu\text{gL}^{-1}$ en Miraflores, Quinchía (Camargo García et al., 2014); superando los límites permitidos por la legislación colombiana, en la cual estipula una concentración menor de $2,0 \mu\text{gL}^{-1}$ en fuentes hídricas destinadas al consumo humano. De igual manera, se han encontrado mercurio en diferentes concentraciones en peces, carnes y leche resultado de la bio-acumulación y movilidad desde el ambiente a las fuentes hídricas en concentraciones desde $1 \mu\text{g/kg}$ hasta $50 \mu\text{g/kg}$ y en algunos granos entre 10 y $150 \mu\text{g/kg}$ (Reyes et al., 2016), valores preocupantes por el potencial toxicológico en plantas, animales y humanos que presenta el mercurio.

El impacto ambiental generado por estas sustancias tóxicas ha llevado a la comunidad científica a desarrollar diferentes métodos para el tratamiento de los efluentes industriales contaminados por metales pesados entre los cuales están: precipitación, óxido-reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación (Tejada et al., 2014). Sin embargo, estos métodos han resultado poco eficientes debido a la eliminación incompleta del mercurio, a los elevados costos de energía y reactivos, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja (Rajapaksha et al., 2019); además de las problemáticas que se pueden generar por la formación, disposición y almacenamientos de lodos y desechos originados durante los procesos de descontaminación de suelos o aguas contaminados con mercurio (Tejada et al., 2014).

Es por esto por lo que la bioadsorción, surge como una alternativa que llama la atención en la remoción de iones de metales pesados en los efluentes industriales, ya que, es una tecnología que permite no solo removerlos, si no también, darle un tratamiento a los desechos que antes no tenían ninguna utilidad (Fiorentin et al., 2010). Entre las ventajas que presenta la bioadsorción, en comparación con las técnicas convencionales se tiene: bajos costos operativos y de disposición, alta eficiencia, minimización en la utilización de productos químicos y generación y disposición de lodos biológicos, el no requiriendo de nutrientes adicionales, regeneración de los biosorbentes, y posibilidad de recuperación de metales (Mao et al., 2009).

Es entonces, la bioadsorción un proceso fisicoquímico que incluye los fenómenos de adsorción y absorción de moléculas e iones (Tejada et al., 2014). Este método busca principalmente la remoción de metales pesados en aguas residuales provenientes del sector industrial, usando como sorbente diferentes materiales de origen orgánico tales como: algas, hongos, bacterias, cáscaras de frutas, productos agrícolas y algunos tipos de biopolímeros; siendo estos materiales de bajo costo

y se encuentran en gran abundancia en la naturaleza, además, su transformación a bioadsorbente no es un proceso costoso ni dispendioso (Tejada et al., 2014). El proceso de bioadsorción involucra una fase sólida (biomasa) y una fase líquida (agua) que contiene disueltos la sustancia de interés que será adsorbida (en este caso, los iones de los metales pesados); para que el proceso de bioadsorción se realice con éxito, debe existir una gran afinidad entre los grupos funcionales de la biomasa y el contaminante, ya que este último debe ser atraído al sólido y enlazado (Cañizares-Villanueva, 2000).

Por lo anterior, una de las alternativas que se han estado estudiando para la descontaminación ambiental por metales pesados en aguas contaminadas por medio de la bioadsorción ha sido la producción y aplicación de biocarbón, siendo este es un producto obtenido a partir de la descomposición y transformación térmica de diferentes residuos sólidos resultantes de los procesos de los distintos sectores económicos, proporcionándole propiedades quelantes capaces de generar altas cargas superficiales por la formación de grupos funcionales capaces de inmovilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bernardo et al., 2012; Gómez et al., 2017).

El proceso para la transformación de materiales orgánicos en biocarbón se define como la pirólisis, el cual consiste en una combustión en ambientes anóxicos, permitiendo la generación de un material carbónico con características estructurales de alta área superficial específica y una porosidad que va desde <2 nm a >50 nm (Escalante et al., 2016). Esto se debe, a la alta tasa de calentamiento durante el proceso de pirólisis lo que aumenta la porosidad del biocarbon debido a la liberación de los compuestos volátiles y así la generación de mayor tamaño en el número de poros, siendo esta característica clave para la adsorción de compuestos líquidos, sólidos y gaseosos, promoviendo un mayor soporte a la matriz, por medio de la cual se obtiene una mejora en el rendimiento de inmovilización de los contaminantes (Varma et al., 2019).

Los materiales para la producción de biocarbón son tan variados que van desde la utilización de materiales orgánicos como la paja de arroz, paja de maíz, bagazo, madera, aserrín, trigo, maíz, algas marinas entre otros a materiales sintéticos como los plásticos, polímeros y materiales procesados o residuos industriales (Beesley et al., 2011). La diversificación en el uso del material empleado para la producción de biocarbón se debe a la búsqueda de las características ideales de máxima eficiencia para el fin último de aplicación del biocarbón, ya que el rendimiento del biocarbón y sus propiedades fisicoquímicas tales como área superficial, tamaño de los poros, contenido de carbono y grupos funcionales dependen principalmente de las condiciones del proceso de pirólisis y el tipo de materia prima utilizado para su preparación (Kant et al., 2008).

Diversos estudios han comprobado la efectividad del biocarbón para remover metales pesados como plomo, cadmio, cobre, etc. (Romero Longwell, 2017), por lo que la aplicación de este tipo de material se presenta como una alternativa de solución para la problemática de la contaminación ambiental generada por el mercurio. Además, de servir de insumo para el desarrollo sostenible, dada la utilización de materiales provenientes de procesos industriales, cerrando el ciclo productivo y creando una necesidad mínima para la extracción de materias primas preservando el capital natural y optimizando el rendimiento de los recursos (Hanumante et al., 2019). En este sentido y por las investigaciones previas para la adsorción de metales pesados, dentro de los materiales utilizados para la adsorción de mercurio se ha utilizado el PVC y la madera, mezcla que potencializan la formación de grupos funcionales de cloruros de ácidos alifáticos como el C-Cl y reducción de emisión de HCl (Czégény et al., 2015) permitiendo obtener una eficiencia de remoción de mercurio de hasta el 90% (Wang et al., 2018; X. Xu et al., 2016); debido a las altas cantidades de cloro provenientes del plástico (50%) (Y. Xu et al., 2016) y de las altas temperaturas en la pirólisis lo que provoca un aumento en las densidades de los grupos funcionales cargados

positivamente en la superficie del biocarbón, de modo que resulta en una matriz con alta capacidad de intercambio de aniones (Banik et al., 2018).

Es entonces, el aprovechamiento de los residuos y las potencialidades que presentan estos para ser incorporados en nuevas cadenas productivas y el valor agregado que pueden adquirir mediante procedimientos sostenibles, que hacen que la utilización de residuos como el PVC y la madera encajen en el paradigma de la economía circular, puesto que es un modelo de negocio que se basa en el reciclaje, la reutilización y la reducción de la explotación de los recursos naturales, donde su objetivo es retener en los nuevos productos tanto valor como sea posible, creando un sistema que permita alargar su vida útil, compartición, digitalización y recuperación de recursos. (WBCSD, 2017); en busca del desarrollo sostenible fomentando la prosperidad económica sin degradar el medio ambiente, que modere el consumo de recursos naturales y que garantice los patrones de consumo y la producción sostenible (Millar et al., 2019).

Como la economía circular multiplica la productividad de los recursos extraídos de la naturaleza ya que, esta se basa en un cambio de paradigma, porque en ella, los residuos de unos se convierten sistemáticamente en recursos para otros; en este trabajo se quiere justificar que la utilización de los residuos de PVC y madera, en una mezcla para producir biocarbón pueden cumplir con este paradigma, siendo un adsorbente de mercurio en aguas contaminadas, mediante la “Estimación de la factibilidad técnica y económica de la matriz de biocarbón de la mezcla de madera más PVC, en adsorbente y remoción de mercurio de aguas con historial de contaminación con mercurio.

2. OBJETIVOS

2.1 General

Estimar la factibilidad técnica y económica de la matriz de biocarbón de la mezcla de madera y PVC, en adsorber y remover mercurio de aguas con historial de contaminación con mercurio.

2.2 Específicos

- Establecer las potencialidades de biocarbones de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas comparado con el producido con madera y PVC
- Evaluar la factibilidad económica de la producción del biocarbón de residuos de madera y PVC como adsorbente de mercurio en suelos y aguas contaminadas.

3. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

El biocarbón es un producto obtenido de la descomposición térmica de materiales orgánicos con escaso o limitado suministro de oxígeno mediante un proceso de pirólisis. Con respecto a sus propiedades, el biocarbón es un sólido carbonoso, de color negro, con una superficie intrincada, cuyas características estructurales varían por el tipo y tiempo de pirolisis, así como por su materia prima (Escalante et al., 2016)e.

El biocarbón, tuvo su origen al ser redescubiertas las tierras negras de los indios amazónicos de Brasil, descritas como Terra Preta (tierra negra), por Smith en 1879 y Hartt en 1885 (Woods, 2004). Estos autores consignan la existencia de unos suelos oscuros y fértiles en la Amazonia brasileña, pero no pudieron precisar su origen. Falcao (2012) consideró que dichos suelos fueron desarrollados por los indios mediante depósito de materiales orgánicos, derivados de la quema de biomasa y restos de esqueletos de pescado, lo cual los transformaba en suelos fértiles al agregársele cierta riqueza de nutrientes (Escalante et al., 2016). Las teorías acerca del origen antropógeno de las tierras negras también incluían la quema de los sitios, ya sea por incendios casuales en el área o intencionales, realizados para destruir bosques con el fin de usarlos como tierras de cultivo y para eliminar la maleza (Woods y Glaser, 2004).

Se considera que el inicio de la formación de Terra Preta corresponde aproximadamente a los últimos tiempos del período pre-colombino en la Amazonia (Neves et al., 2003). Sin embargo, no sólo se encontraban en el territorio Amazónico, sino que también este tipo de suelos pueden encontrarse en México y África (Orlando, 2012). Asimismo, se tienen evidencias de su existencia en Borneo y, en Estados Unidos de América, desde hace más de 10 mil años (Sheil et al., 2012). Los cuales habrían sido generados por incendios, tanto naturales como inducidos (Skjemstad et

al., 2002). El estudio de estos suelos con alto contenido de carbón llevó a concluir que presentaban excelentes propiedades, entre las que podemos mencionar su elevado contenido de materia orgánica y carbono residente, una elevada disponibilidad nutrimental y altos contenidos de humedad, mayor capacidad de intercambio catiónico y mayor actividad microbológica (Lehmann y Joseph, 2009).

Pero no fue sino hasta 1966 que el científico holandés Wim Sombroek (1966) en su publicación “Suelos de la Amazonia” prestó atención a estos suelos y tiempo después promovió la idea de desarrollar nuevas tierras negras como almacenes de carbono para cultivos intensivos que él llamó Tierra Negra Nueva (Woods y McCann, 1999; Neves et al., 2003). De aquí nació la idea de usar una tecnología semejante para que el carbón de la quema de desechos vegetales fuese usado, como una forma de capturar de manera relativamente permanente (secuestrar) el exceso de carbono atmosférico y contribuir a disminuir el efecto del cambio climático (Escalante et al., 2016). El intento de imitar o recrear este tipo de suelos con altos contenidos de carbón y tan buenas características y alta productividad, originó el interés particular en el estudio del biocarbón (Escalante et al., 2016).

El uso del biocarbón, es diverso, sus características fisicoquímicas permiten que se emplee en ámbitos como: el secuestro de carbono, ciclo de nutrientes, aumento de la fertilidad productiva de los cultivos, generación de energía y la descontaminación ambiental (Escalante et al., 2016).

Según Seiler y Crutzen (1980) primeros autores en señalar la eficiencia del biocarbón en el ciclo global del carbono, aseguran que el biocarbón cumple un papel importante en las enmiendas de suelos degradados, gracias a la baja tasa de descomposición de dicho material. En suelos de ecosistemas naturales y agrícolas, el carbono orgánico disminuye, debido a la actividad productiva,

en contraparte a los suelos tratados con una fracción de biocarbón el cual retiene una porción de la reserva total de carbono del suelo que puede llegar a constituir hasta un 35% de la reserva total de carbono orgánico en los ecosistemas (Skjemstad et al., 2002). La datación por carbono del biocarbón ha mostrado que en algunos casos llega a tener más de 1.500 años de antigüedad, es relativamente estable y es una forma permanente de secuestro de carbono (Romero Longwell et al., 2017). Dicha característica dota al biocarbón con un potencial para aumentar durante largos periodos de tiempo el carbono orgánico del suelo, lo que resulta en una ventaja favorable para el biocarbón; en contraposición al enriquecimiento de carbono orgánico del suelo con métodos convencionales los cuales son sumideros de carbono con una limitada duración (Steiner, 2010).

De igual manera, de acuerdo con Escalante et al., (2016); la incorporación del biocarbón al suelo generalmente incrementa la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo, y, por lo tanto, la retención de NH_4^+ , K^+ , Ca , lo que se le atribuye a su elevada superficie específica, alta carga superficial negativa y elevada densidad de carga. Asimismo, el biocarbón mejora las funciones del suelo, interviniendo en los procesos que en él se desarrollan. Por lo que su adición al suelo puede incrementar la población de hongos micorrízicos y los niveles de infección por *Rhizobium* siendo por ello incorporado a los trabajos de biorremediación de suelos (Amonette, 2009). Según Amonette (2009), la aplicación de biocarbón aumenta la capacidad de retención de nutrientes en el suelo con la consecuente reducción de la necesidad de aplicar altas dosis de fertilizantes, lo que se traduce en un aumento de la eficiencia de uso de fertilizantes.

Major, J. Rondon, M. Molina, D. Susan J. Riha & Lehmann, J., (2010) utilizaron biocarbón preparado a partir de Latossolo de Sabana en diferentes cantidades (0, 8 y 20 toneladas por hectáreas) en cultivos de granos de maíz durante 4 años. En el estudio se constató que a pesar de que en el primer año no aumentó el rendimiento del grano de maíz significativamente, se notó un

aumento considerable en los próximos años de 28, 30 y 140% para 2004, 2005 y 2006 respectivamente. El aumento del rendimiento en los cultivos se debe principalmente al aporte de nutrientes por parte del biocarbón, aportando al suelo un aumento de 77-320% mayor de Ca y Mg.

Por otra parte, Steiner (2010) menciona que el potencial global del biocarbón va más allá del corte y la carbonización, además el biocarbón se puede aprovechar para fines diferentes como la producción de biocombustibles. Los sistemas de pirólisis empleados para la producción del biocarbón, convierten la biomasa en energía, produciendo gas rico en hidrógeno como un subproducto del proceso de combustión de residuos en ambientes anóxicos, lo que presenta la oportunidad de combinar la producción de energía renovable, el secuestro de carbono y la restauración del suelo a partir de la producción de biocarbón.

La implementación de biocarbón para la descontaminación ambiental en contaminantes orgánicos, según Rolando (s.f) se resume principalmente como la adsorción superficial y partición. La adsorción se refiere a las interacciones de superficie que conducen a la adhesión de las moléculas del contaminante a las superficies, mientras que la sorción incluye tanto la adsorción en la superficie, así como la partición de las moléculas de contaminantes en los microporos de biocarbón. Un ejemplo de esto es el ensayo realizado a partir de biocarbón de bambú el cual, se utilizó para evaluar su efecto de lixiviabilidad en metanol donde redujo la lixiviación de un 56% a un 65% y hasta en un 42% para otros hidrocarburos (Rolando, s.f).

En los últimos años, el uso de biocarbón en la remediación de metales pesados, ha mostrado una alta eficacia; debido a la aparición de distintos grupos funcionales, que aportan y benefician a la inmovilización y a la reducción de la disponibilidad de metales tanto en el suelo y en el agua. Estos compuestos son llamados agentes quelantes porque permiten la formación de complejos solubles,

que desprovee de toxicidad a algunos compuestos y permiten la adsorción de metales (Romero Longwell, 2017).

Meier (2012) preparó biocarbón a partir de excretas de gallina a una temperatura de entre 300 y 600 °C, con el objetivo de determinar su aplicación para inmovilizar Cu en suelos contaminados. Para el desarrollo del estudio se extrajo suelo contaminado con Cu ubicado en el Valle de Puchuncaví en Chile. El biocarbón producido se mezcló con dicho suelo. A partir de los análisis de laboratorio se supo que el biocarbón logró remover hasta un 70% de Cu en el suelo contaminado.

De igual manera el biocarbón es usado en los procesos de pretratamiento para la descontaminación de aguas tanto industriales como residuales (Xiang et al., 2020). Zhang et al., (2019); desarrollo seis diferentes matriz de biocarbón a partir de: trigo, maíz, frijol negro, mijo, tabaco y paja de arroz a 600°C; Se evaluó la capacidad de adsorción de mercurio de cada una de las matrices, y posteriormente se impregnaron con ácido sulfhídrico y estimo nuevamente la capacidad de adsorción de las matrices modificadas para observar el comportamiento en la adsorción del biocarbón. Inicialmente la eficiencia de adsorción de las matrices de biocarbón sin modificaciones fue de 26.4%, 19.2%, 10.7%, 14.7%, 19.5%, 23.5%, posteriormente a la modificación, la eficiencia de remoción de mercurio incremento a 95.5%, 71%, 45.5%, 46.3%, 64.3%, 59%. Lo que indica una notable mejora en la adsorción de mercurio. Otro estudio también realizado por Zhang et al., (2019) pone a prueba la capacidad de adsorción de tres matrices de biocarbón producidas a partir de residuos de paja de arroz, cada una con un tratamiento posterior diferente, modificándose con NH_3 , $\text{NO} + \text{NH}_3$, $\text{NH}_3 + \text{SO}_2$; se encontró que la matriz de biocarbón con mayor capacidad de adsorción fue la modificada con $\text{NO} + \text{NH}_3$ teniendo una eficiencia de 0.3859 mg/g de mercurio.

Por otro lado, dado que el biocarbón es un producto obtenido a partir de la pirólisis de materiales orgánicos como la biomasa, este tiene la característica de ser producido en base a cualquier material disponible y que pueda ser pirolizado, de modo que el biocarbón fabricado de PVC responde como alternativa a la creciente actividad económica de Colombia y a la generación de residuos de construcción.

Los sectores característicos de la economía colombiana son el agroindustrial, servicios y manufacturas. Dentro de este último, se encuentra el sector de la construcción, el cual ha crecido en promedio un 8% en los últimos años como resultado de diversos programas de viviendas y proyectos de infraestructura impulsados por el Gobierno Nacional. Dicho sector ha concentrado su demanda de productos en tres grupos: productos minerales no metálicos, productos metalúrgicos básicos y minerales no metálicos, contribuyendo de un modo a la generación de residuos, ya sea por la producción de materiales de construcción o como resultado de la demolición y construcción (Sarabia-Guarín et al., 2017). La eliminación de estos y otros residuos es una de las problemáticas ambientales actuales que se ha convertido en preocupación en los países industrializados. Esto debido al crecimiento desenfrenado de la economía tradicional.

Cabe destacar, que el modelo económico actual tiene gran controversia, debido a que se basa en la producción masiva de bienes y servicios con un pensamiento lineal fundamentado en la extracción, transformación, distribución, uso y desecho, sin tener en cuenta el desarrollo sustentable (C. García et al., 2017). El crecimiento acelerado de la economía ha conducido a la unificación de los mercados a nivel mundial, provocando un aumento en la velocidad del cambio tecnológico y la revolución en los medios de comunicación, lo que ha generado una sociedad de consumo acelerada (Moreno, 2018).

En la actualidad la economía lineal ha dejado grandes consecuencias ya que esta, está basada en disponer de grandes cantidades de energía y recursos baratos y de fácil acceso (Instituto Superior del Medio Ambiente, 2019). Dejando de lado el concepto de desarrollo sostenible que, según la Comisión Mundial sobre Ambiente, (1987) consiste “en satisfacer las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer propias necesidades” (p. 130). La esencia del desarrollo sostenible propone buscar un adecuado equilibrio entre el desarrollo económico y la protección del medio ambiente (S. García, 2018).

De tal modo, el desarrollo económico, para ser sostenible debe de considerar el doble impacto que tiene en el medio ambiente: las actividades preliminares, la extracción de materias primas que tiene como consecuencia la disminución de los recursos naturales; y en las fases finales, los vertimientos sobre el medio natural provocando continuamente diferentes tipos de contaminación (Frérot, 2014).

En ese sentido, la economía circular es un concepto que ha surgido en vista de las necesidades observadas por los cambios del medio ambiente, que afectan la cantidad de materias primas disponibles para la elaboración de productos y servicios (Jimenez, 2017). En la actualidad “la economía circular es un concepto que se relaciona con la sostenibilidad, y cuyo objetivo es que los recursos se mantengan en la economía el mayor tiempo posible, y que se reduzca al mínimo la generación de residuos” (EMA Foundation, 2015). Se trata de emplear una economía cíclica, con un ciclo continuo de desarrollo positivo que conserva y optimiza el uso de los recursos (C. García, 2017). Además de reconocer el papel fundamental del medio ambiente, así como sus funciones y la interacción entre él y el sistema económico (Ghisellini, Cialani, & Ulgiati, 2016).

En la actualidad Colombia reconoce que una economía productiva, eficiente y sostenible, requiere de esquemas que permitan repensar, reutilizar, reparar, restaurar, remanufacturar, reducir, reproponer, reciclar y recuperar los residuos y materiales, de tal modo el Gobierno Colombiano presentó en noviembre de 2018 la “Estrategia Nacional de Economía Circular”.

Esta estrategia busca promover la innovación y la generación de valor en sistemas de producción y consumo a través de optimizar, compartir, intercambiar, reciclar y regenerar materiales, agua y energía. Todo lo anterior mientras se incentiva a empresas, consumidores y otros actores de cadenas de valor para que desarrollen e implementen nuevos modelos de negocio y transformen los sistemas de producción y consumo existentes.

Así mismo, el Gobierno Nacional, a través del Plan Nacional de Desarrollo 2018 – 2022: Pacto por Colombia, la equidad, particularmente en el capítulo del Pacto por el Emprendimiento y la Productividad, estableció la hoja de ruta por medio de la cual se promueve una economía dinámica, incluyente y sostenible, y en la base transversal del pacto por la Sostenibilidad que tiene como premisa “producir conservando y conservar produciendo”. Implementar la Estrategia de Economía Circular será fundamental para alcanzar esta propuesta del PND.

El Ministerio de Relaciones Exteriores, junto con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, han promovido alianzas público-privadas e iniciativas de cooperación internacional con el fin de promover la Estrategia Nacional de Economía Circular, con el objetivo de identificar líneas de trabajo conjunto. A su vez, Colombia ha participado activamente en alianzas para promover el Consumo y Producción Sostenible en una Economía Circular y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, tales como el Partnering for Green Growth and Global Goals – P4G.

4. METODOLOGÍA

4.1 Potencialidades físicas y químicas del biocarbón para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas

La metodología fue basada en una revisión sistemática de la utilización de biocarbón para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas, contemplando los criterios de que fueran producidos a partir de materiales orgánicos, que fueran empleados en la descontaminación de fuentes hídricas contaminados por mercurio y que su proceso de combustión fuera realizado por medio de la pirolisis. La búsqueda de información se realizó en las diferentes bases de datos suministradas por la plataforma de la biblioteca de la universidad Tecnológica de Pereira como lo es Scopus, ScienceDirect y Springer. Además, de usar otros sitios web como lo es Google Académico y Dialnet.

La búsqueda sistemática para la selección de los artículos se tuvieron en cuenta diferentes características esenciales clasificadas en biomasas sólidas y orgánicas por ser materias primas fáciles de convertir en carbón principalmente por contener propiedades y grupos funcionales, la producción de biocarbón en pirólisis lenta que se da entre las temperaturas de 300 a 700°C generando una alta rentabilidad económica y fácil obtención del producto, porcentaje de cenizas para conocer la disponibilidad nutricional de los diferentes biocarbones, porcentaje de carbono fijo, área superficial específica, volumen total de poros, concentración de nitrógeno, concentración de oxígeno, concentración de hidrogeno y el rendimiento de adsorción de la matriz de biocarbón, siendo este ultimo de vital importancia para determinar cómo interactúan las diferentes características de los biocarbones en función del rendimiento de adsorción de mercurio, se obtuvo un total de 18 biocarbones que cumplían con estos criterios (Tabla 1).

Tabla 1. Relación de biomásas utilizadas en la adsorción de mercurio en aguas contaminadas y sus respectivas referencias bibliográficas.

<i>Nombre del estudio</i>	<i>Autor</i>
<i>Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma</i>	Zhang et al., (2019b)
<i>Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma</i>	Zhang et., al (2019b)
<i>Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma</i>	Zhang et., al (2019b)
<i>Sorption of mercury (II) and atrazine by biochar, modified biochars and biochar based activated carbon in aqueous solution</i>	Tan et al., (2016)
<i>Sorption of mercury (II) and atrazine by biochar, modified biochars and biochar based activated carbon in aqueous solution</i>	Tan et., al (2016)
<i>Comparison of the characteristics and mechanisms of Hg(II) sorption by biochars and activated carbon</i>	Xu et al., (2016)
<i>Comparison of the characteristics and mechanisms of Hg(II) sorption by biochars and activated carbon</i>	Xu et., al (2016)
<i>Removing mercury from aqueous solution using sulfurized biochar and associated mechanisms</i>	Park et al., (2019)
<i>Removing mercury from aqueous solution using sulfurized biochar and associated mechanisms</i>	Park et., al (2019)
<i>Chlorine-Char composite synthesized by co-pyrolysis of biomass wastes and polyvinyl chloride for elemental mercury removal</i>	Xu et al., (2016)
<i>Chlorine-Char composite synthesized by co-pyrolysis of biomass wastes and polyvinyl chloride for elemental mercury removal</i>	Xu et., al (2016)
<i>Mercury Removal by Magnetic Biochar Derived from Simultaneous Activation and Magnetization of Sawdust</i>	Yang et al., (2016)
<i>Mercury Removal by Magnetic Biochar Derived from Simultaneous Activation and Magnetization of Sawdust</i>	Yang et., al (2016)
<i>Mercury Removal by Magnetic Biochar Derived from Simultaneous Activation and Magnetization of Sawdust</i>	Yang et., al (2016)
<i>Biochar technology in wastewater treatment: A critical review</i>	Zhang et al., (2019a)
<i>Biochar technology in wastewater treatment: A critical review</i>	Zhang et., al (2019a)
<i>Biochar technology in wastewater treatment: A critical review</i>	Zhang et., al (2019a)
<i>Biochar production by sewage sludge pyrolysis</i>	(Agrafioti et al., 2013)

Tomado de: Scieince direct, Scopus, Springer, Dialnet y Google academic.

Una vez recolectada la información de los biocarbones se utilizó el software estadístico Infostat para la realización de un análisis mediante la técnica de estadística descriptiva obteniendo el comportamiento de los datos, para posteriormente realizar el análisis de inferencia para una muestra, mediante la prueba T de Student de una media y así establecer si existe diferencias estadísticas entre los valores de adsorción de mercurio, área superficial específica, dosis de biocarbón y porcentaje de volumen de poros.

Por último, se realizó un análisis de correlación entre las anteriores variables para identificar la relación existente entre estas variables y la adsorción del mercurio.

4.2 Potencialidades del biocarbón como alternativa bajo los paradigmas de la economía circular.

Una vez identificadas las potencialidades químicas y físicas del biocarbón de la mezcla de madera y PVC frente a los demás residuos hallados, esperando que responda a la necesidad mundial de combatir la contaminación ambiental y la disminución de la disposición final de residuos, aportando soluciones a la ciudadanía, el sector público y el sector productivo; se analizó de qué forma esta matriz de biocarbón cumple con los tres principios de la economía circular, los cuales son la preservación y mejora del capital natural, la optimización del uso de los recursos y la eliminación de las externalidades negativas; una vez que el cumplimiento de estos principios son la base fundamental para la incorporación de un residuo o subproducto en el paradigma de la economía circular (EMA Foundation, 2015).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las potencialidades del biocarbón se ven reflejadas en las propiedades físicas y químicas adquiridas en la transformación térmica de las diferentes materias primas sometidas al proceso de pirólisis, propiedades que dependen de las características de la materia prima y de la pirólisis (Manyá, 2012), las cuales se pueden observar en la tabla 2, donde se encuentran las diferentes matrices de biocarbón y las propiedades más representativas para la absorción de metales pesados como lo son el área superficial, el volumen total de poros, el porcentaje elemental de carbono (%C), Nitrógeno (%N), oxígeno (%O) e hidrógeno (%H), porcentaje de Cenizas, y el rendimiento de adsorción de metales pesados.

Estas propiedades del biocarbón permiten adsorber los metales pesados mediante procesos tanto químicos como físicos, denominados como quimisorción y fisisorción, procesos que dependen de los grupos funcionales y las propiedades físicas que se forman en la transformación térmica del material orgánico utilizado y las condiciones de pirólisis con las que se produce la matriz de biocarbón (Álvarez Merino & Carrasco Marín, 2016).

Tabla 2. Propiedades y químicas de biocarbones de diferentes biomásas utilizados para adsorción de mercurio en aguas contaminadas

<i>Material del biocarbón</i>	<i>°C</i>	<i>pH</i>	<i>ASE</i>	<i>DS</i>	<i>%V</i>	<i>DS</i>	<i>%C</i>	<i>DS</i>	<i>%N</i>	<i>DS</i>	<i>%O</i>	<i>DS</i>	<i>%H</i>	<i>DS</i>	<i>%</i> <i>Cenizas</i>	<i>DS</i>	<i>%Ad</i>	<i>Autor</i>
<i>Paja de arroz</i>	600	-	183,6	0,21	0,4863	0,01	65,8	0,15	0,99	0,08	32,8	0,06	16,9	0,32	-	-	62	Zhang et., al (2019b)
<i>Paja de arroz</i>	600	-	183,6	0,21	0,4863	0,01	65,8	0,15	0,99	0,08	32,8	0,06	16,9	0,32	-	-	77,18	Zhang et., al (2019b)
<i>Paja de arroz</i>	600	-	183,6	0,21	0,4863	0,01	65,8	0,15	0,99	0,08	32,8	0,06	16,9	0,32	-	-	19,30	Zhang et., al (2019b)
<i>Paja de maíz</i>	500	6	53,58	0,17	0,0209	0,03	42,919	1,06	0,496	0,13	15,089	0,21	0,998	0,13	17,6	0,25	76,95	Tan et., al (2016)
<i>Paja de maíz</i>	500	6	59,23	0,17	0,0231	0,03	43,084	1,06	0,936	0,13	15,365	0,21	1,142	0,13	19,8	0,25	32,12	Tan et., al (2016)
<i>Bagazo</i>	450	8,8	15,3	0,22	-	0,01	74,4	0,06	0,68	0,15	19,7	0,19	2,52	0,19	7,35	0,5	92	Xu et., al (2016)
<i>Virutas de nogal</i>	450	9,92	12,9	0,22	-	0,01	83,7	0,06	-	0,15	13,8	0,19	1,11	0,19	2,32	0,5	96	Xu et., al (2016)
<i>Madera</i>	600	6	403,5	0,6	0,2196	0,025	83	2,35	0,33	0,01	12,4	0,65	2,13	0,35	3,7	0,24	28,90	Park et., al (2019)
<i>Madera sulfatada</i>	600	6	453,7	0,6	0,2652	0,025	83	2,35	0,73	0,01	10,2	0,65	2,17	0,35	2,48	0,24	53,75	Park et., al (2019)
<i>Papel/PVC</i>	700	-	10,41	0,19	0,036	0,005	52,16	1,85	0,15	0,06	27,95	1,83	4,98	0,54	9,52	0,4	75	Xu et., al (2016)
<i>Madera/PVC</i>	700	-	43,18	0,19	0,021	0,005	48,61	1,85	0,14	0,06	37,29	1,83	5,8	0,54	1,15	0,4	86	Xu et., al (2016)
<i>Aserrín</i>	500	7,4	88,35	1,65	0,08	0,01	76,37	0,19	0,15	0,5	-	-	2,36	0,18	2,4	0,25	75	Yang et., al (2016)
<i>Aserrín</i>	600	7,05	120,8	1,65	0,2	0,01	82,74	0,19	0,32	0,5	11,01	0,06	2,06	0,18	3,87	0,25	96	Yang et., al (2016)
<i>Aserrín</i>	700	7,79	164,97	1,65	0,52	0,01	79,05	0,19	15,1	0,5	0,2	0,06	3	0,18	2,2	0,25	82	Yang et., al (2016)
<i>Trigo</i>	600	10,5	111	0,53	0,09	0,025	70,3	0,24	1,4	0,35	17,7	1,2	2,9	0,01	-	-	96	Zhang et., al (2019a)
<i>Maíz</i>	600	-	3,3	0,53	-	-	84,31	0,24	0,76	0,35	12,52	1,2	2,41	0,01	8,7	0,2	71	Zhang et., al (2019a)
<i>Paja de arroz</i>	600	-	183,6	0,53	0,4863	0,12	65,8	0,24	0,99	0,01	32,8	2,3	16,9	0,32	-	-	59	Zhang et., al (2019a)
<i>Lodos depurados</i>	300	-	90	2,8	0,354	0,2	22,5	1,1	2,3	0,17	33,4	0,28	2,2	0,19	24,5	0,65	29	Agrafiot et., al (2013)

T: Tiempo; *ASE:* Área superficial específica; *DS:* Desviación estándar; *%V:* Porcentaje Volumen de poros; *%C:* Porcentaje de carbono; *%N:* Porcentaje de nitrógeno; *%O:* Porcentaje de oxígeno; *%H:* Porcentaje de hidrogeno; *%Ad:* Porcentaje de eficiencia de remoción de mercurio; *pH:* potencial de hidrogeno en agua.

5.1 Potencialidades físicas del biocarbón para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas

Dentro de las propiedades físicas a tener en cuenta en la adsorción de metales pesados, es de suma importancia considerar el contenido de cenizas presente en la matriz del biocarbón, ya que este porcentaje calcula la disponibilidad de minerales que se encuentran en el biocarbón y que no fueron evaporados al momento de la pirólisis (Tan et al., 2016), esta característica principalmente depende del material orgánico utilizado para la producción del biocarbón, junto con las variables del proceso de pirólisis (Ignacio Aracil Sáez, 2008).

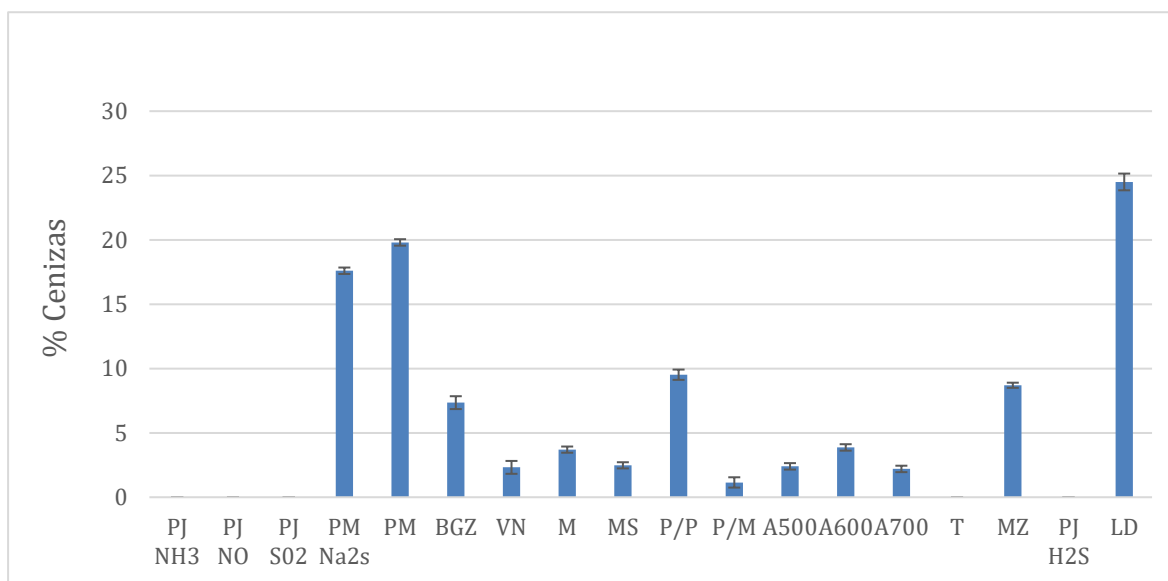


Figura 1. Porcentaje de cenizas de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.

PJ NH₃: Paja de arroz; PJ NO: Paja de arroz; PJ SO₂: Paja de arroz; PM Na₂S: Paja de maíz; PM: Paja de maíz; BGZ: Bagazo; VN: Virutas de nogal; M: Madera; MS: Madera sulfatada; P/P: Papel y PVC; P/M: Madera y PVC; A500: Aserrín; A600: Aserrín; A700: Aserrín; T: Trigo; Mz; Maíz; PJ H₂S: Paja de arroz; LD: Lodos depurados.

En la figura 1 se observa el porcentaje de cenizas de cada una de las matrices de biocarbón analizadas, donde las matrices de paja de maíz y lodos depurados son las que cuenta con un mayor

porcentaje de cenizas (19,8% y 24,5% respectivamente), esto puede llegar a ser perjudicial al momento de la absorción de metales pesados ya que hay una gran cantidad de minerales disponibles lo que interrumpe la formación de enlaces de carbono, los cuales se forman por la oxidación y la hidratación del biocarbón, lo que permite al carbón capturar moléculas de hidrógeno y oxígeno recargando el área superficial y por ende la adsorción de mercurio (Burbano Labrador et al., 2017). Por otro lado, las matrices con menor porcentaje de cenizas son las producidas a partir de madera/PVC y Aserrín 700 (1.15% y 2.2% respectivamente). Cabe destacar, que al momento de producir el biocarbón se busca una baja concentración de cenizas, la matriz de madera/PVC es ideal en este aspecto ya que su porcentaje de cenizas toma gran importancia frente a las demás porque este permite al biocarbón tener una mayor disponibilidad de espacios porosos lo cual favorece la captura de las moléculas mercurio (Burbano Labrador et al., 2017).

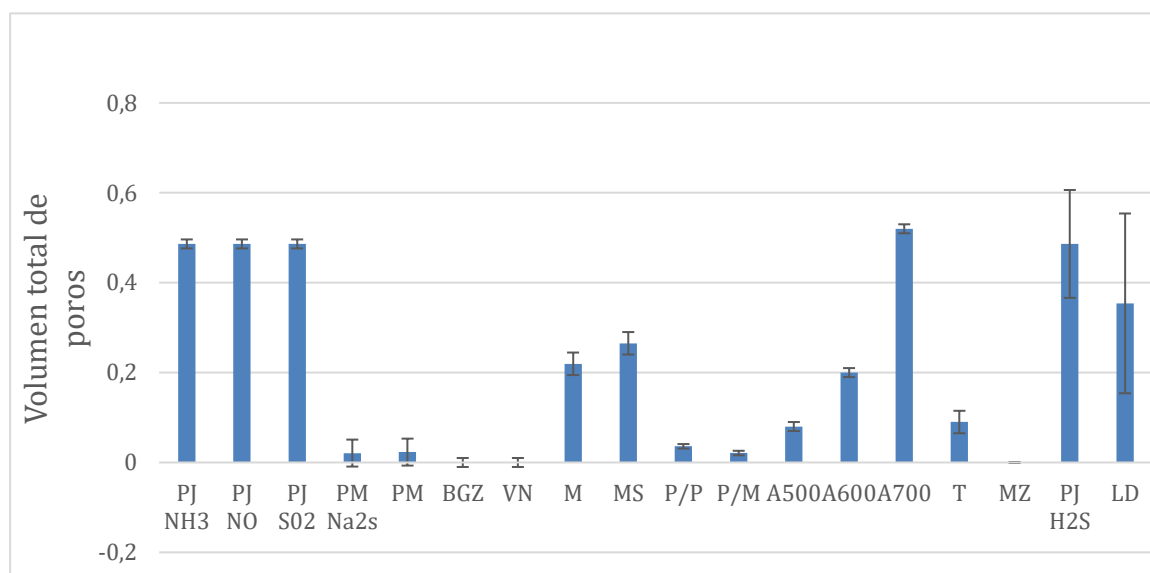


Figura 2. Volumen de poros de los biocarbones producidos de diferentes biomazas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas
 PJ NH₃: Paja de arroz; PJ NO: Paja de arroz; PJ SO₂: Paja de arroz; PM Na₂S: Paja de maíz; PM: Paja de maíz; BGZ: Bagazo; VN: Virutas de nogal; M: Madera; MS: Madera sulfatada; P/P: Papel y PVC; P/M: Madera y PVC; A500: Aserrín; A600: Aserrín; A700: Aserrín; T: Trigo; Mz; Maíz; PJ H₂S: Paja de arroz; LD: Lodos depurados.

Así mismo, el volumen total de poros contribuye significativamente a la adsorción del mercurio, puesto que las moléculas de mercurio son albergadas en estos espacios porosos, que a su vez son el área superficial específica disponible (Burbano Labrador et al., 2017), espacio para la adsorción de mercurio. En la figura 2 se puede observar las diferencias establecidas por el tipo de biomasa, siendo la biomasa que mayor volumen de poros presenta la de Aserrín 700 ($0,52 \text{ cm}^3$), seguido de las biomásas de paja de arroz modificadas o activadas con solventes químicos ($0,4863 \text{ cm}^3$) a pesar de esto, el aumento en los espacios porosos de los biocarbones pueden llegar a significar una reducción en la eficiencia de remoción de mercurio, ya que estos ocupan el área superficial específica disponible para la retención del metal pesado (Burbano Labrador et al., 2017). Por otro lado, la matriz de Madera/PVC ($0,021 \text{ cm}^3$) se encuentra dentro de los biocarbones con menor volumen de poros lo que puede desfavorecer la matriz, puesto que la adsorción de contaminantes depende del volumen total de poros, entre menor sea el volumen de los espacios porosos, habrá una menor área superficial específica disponible por ocupar, lo que auspicia un menor rendimiento de absorción (Burbano Labrador et al., 2017), en el caso del biocarbón de madera/PVC los poros se pueden ver obstruidos por el alquitrán que puede formar el proceso de pirolisis, que a su vez le da estabilidad y con el tiempo puede adquirir propiedades de adsorción (Xu et al., 2016).

En la figura 3 se puede contemplar el área superficial específica de los diferentes biocarbones identificados, siendo las matrices de madera y madera sulfatada las que mayor área superficial específica presentan ($403,5 \text{ m}^2/\text{g}$ y $453,7 \text{ m}^2/\text{g}$ respectivamente) esto permite a los biocarbones albergar una mayor cantidad de poros, representados en micro, meso o macro poros (Xiang et al., 2020). Caso contrario al biocarbón de maíz ($3,3 \text{ m}^2/\text{g}$) que cuenta con un área superficial bastante baja lo que puede representar una menos cantidad de poros. Por otro lado, la matriz de Madera/PVC ($43,18 \text{ m}^2/\text{g}$) no presenta un área superficial específica alta en comparación a las de

madera y madera sulfatada. Sin embargo, la cantidad de poros dentro de la matriz no representa la eficiencia de adsorción ya que el porcentaje de remoción es mayor en la matriz de Madera/PVC en comparación con las de madera y madera sulfatada, esto se puede ser debido a que los poros en los biocarbones de madera y madera sulfatada no cuentan con una carga electronegativa que atraiga las moléculas de mercurio (Jafri et al., 2018).

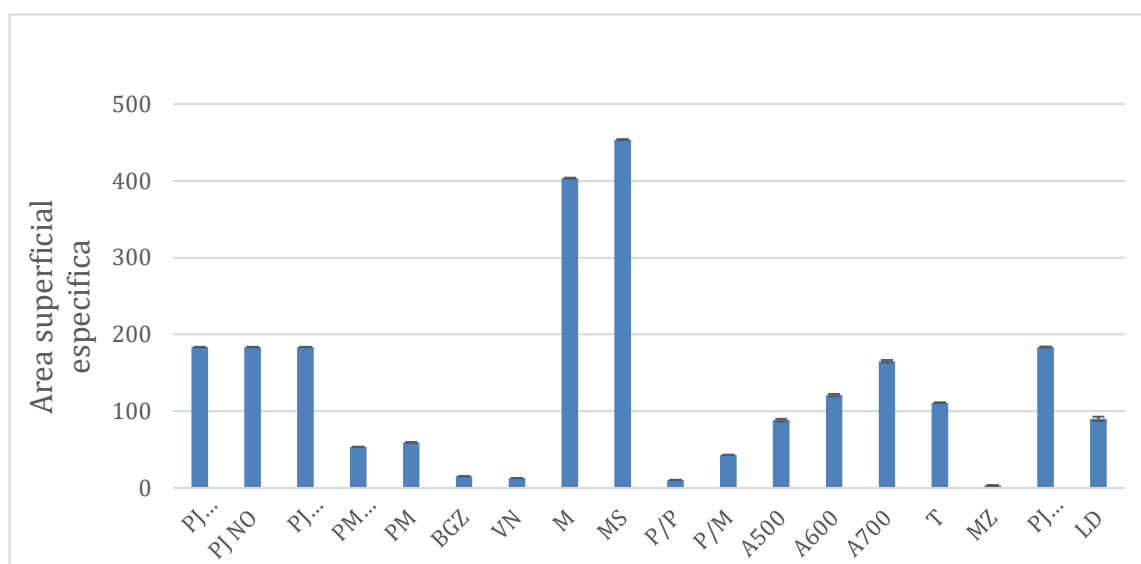


Figura 3. Área superficial específica de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.

PJ NH₃: Paja de arroz; PJ NO: Paja de arroz; PJ SO₂: Paja de arroz; PM Na₂S: Paja de maíz; PM: Paja de maíz; BGZ: Bagazo; VN: Virutas de nogal; M: Madera; MS: Madera sulfatada; P/P: Papel y PVC; P/M: Madera y PVC; A500: Aserrín; A600: Aserrín; A700: Aserrín; T: Trigo; Mz; Maíz; PJ H₂S: Paja de arroz; LD: Lodos depurados.

5.2 Potencialidades químicas de diferentes matrices de biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas

En la gráfica 4 se observa los diferentes índices de adsorción de las matrices de biocarbón. Allí se encontraron matrices con un alto rendimiento en el porcentaje de adsorción. Para este estudio se toma como referencia el biocarbón producido a partir de madera y PVC, ya que es uno de los que presenta una de las mejores capacidades de adsorción (86% correspondientemente), este biocarbón cuenta con un porcentaje de cenizas de 1,15% lo que significa que tiene muy poca disponibilidad

de minerales que ocupen los espacios porosos, esto se debe a que la madera es un material orgánico que cuenta con muy pocos nutrientes que se volatilizan en el proceso de pirólisis (Czégény et al., 2015). Además, la poca cantidad de cenizas permite mayor disponibilidad de cargas o espacios libres de adsorción; ya que el volumen total de poros ($0,021 \text{ cm}^3$) y el área superficial específica ($43,18 \text{ m}^2/\text{g}$) en esta matriz fueron bajos, lo que puede estar favoreciendo la alta adsorción es el porcentaje de carbono ($48,61\%$) permitiendo la formación de grupos funcionales C-CL ya que el CL liberado al momento de la pirólisis del PVC empieza a interactuar y formar enlaces con el C, los cuales sirven como sitios activos para la captura de moléculas de mercurio (Czégény et al., 2015).

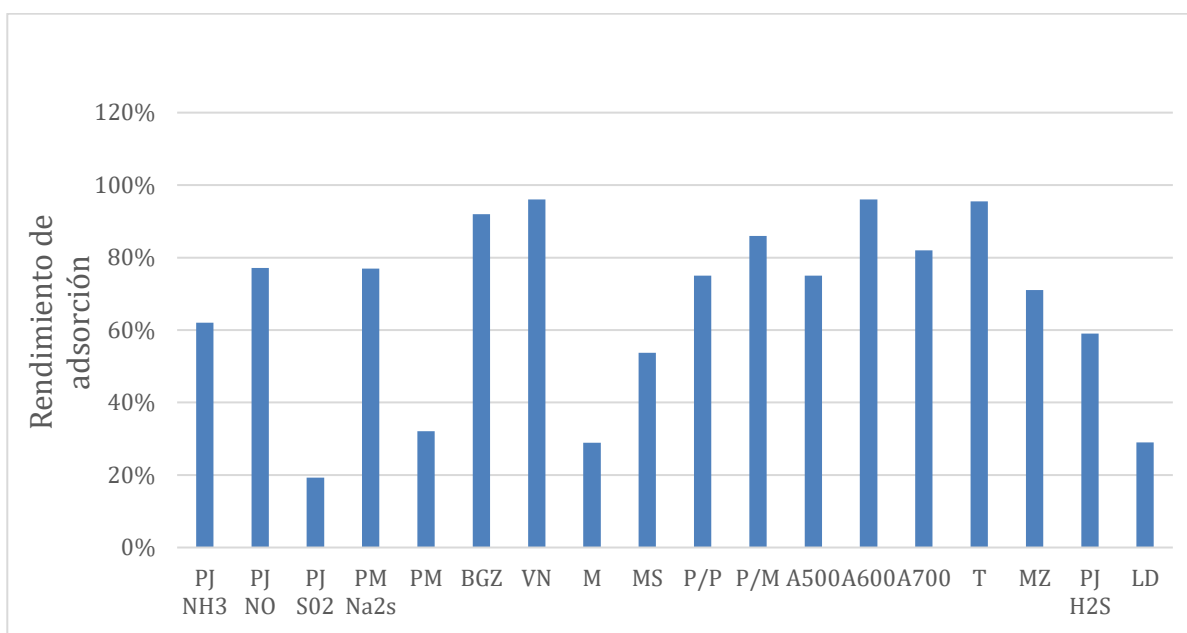


Figura 4. Rendimiento de adsorción de los biocarbones producidos de diferentes biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas.

PJ NH₃: Paja de arroz; PJ NO: Paja de arroz; PJ SO₂: Paja de arroz; PM Na₂S: Paja de maíz; PM: Paja de maíz; BGZ: Bagazo; VN: Virutas de nogal; M: Madera; MS: Madera sulfatada; P/P: Papel y PVC; P/M: Papel y madera; A500: Aserrín; A600: Aserrín; A700: Aserrín; T: Trigo; Mz; Maíz; PJ H₂S: Paja de arroz; LD: Lodos depurados.

A pesar de las características óptimas del biocarbón producido a partir de madera y PVC, se encontraron otras tres matrices (Aserrín, Trigo y Virutas de nogal) con un mayor porcentaje de rendimiento de adsorción. En primer lugar, la matriz de aserrín producida a 600°C durante una hora con un porcentaje de adsorción del 96%, este biocarbón cuenta con un porcentaje de cenizas de 3,87% mayor en comparación al de Madera/PVC; Además, su área superficial específica y el porcentaje de C son mayores en contraste al de Madera/PVC (120,8 m²/g y 82,74%, respectivamente) estas características son claves para su alto índice de adsorción (Yang et al., 2016). Así mismo, este biocarbón cuenta con un post tratamiento; el cual se ve representado en una adicción de hierro (Fe). Este tratamiento le permitió a la matriz un aumento en la formación de grupos funcionales ricos en oxígeno lo que significó un incremento en la capacidad de adsorción de mercurio (Yang et al., 2016). En segundo lugar, otro biocarbón que cuenta con un alto índice de remoción fue el biocarbón de trigo (96%), producido bajo un proceso de pirólisis de 600°C durante una hora, cuenta con un área superficial de 111m² /g. Cabe destacar, que no se obtuvo el registro del porcentaje de cenizas lo que no permite determinar que la disminución del área superficial pueda ser por la cantidad de minerales que ocupan los sitios activos. Por otro lado, el porcentaje de C (70,3%) de este biocarbón, es mayor contrastado con el de Madera/PVC, al igual que el biocarbón anterior este obtuvo un post tratamiento de H₂S, lo que permitió un aumento de los grupos funcionales de azufre y los sulfatos convirtiéndolos en sitios activos para la captura de mercurio (Zhang et al., 2019). En tercer lugar, el biocarbón que presentó un mayor rendimiento de adsorción fue la matriz realizada a partir de virutas de nogal, pirolizada durante dos horas a una temperatura de 450°C. A pesar, de que el área superficial específica (12,9 m²/g) está por debajo de la matriz de Madera/PVC, esta cuenta con un rendimiento de adsorción del 96%. Además, cuenta con un porcentaje de cenizas del 2,32% este biocarbón en contra parte cuenta con una mayor disponibilidad de C 83,7% lo que representa una gran presencia de grupos C-C y C-O permitiendo

una mejor adsorción de mercurio (Xu et al., 2016). Es de destacar que las tres matrices de biocarbón que presentaron mayor adsorción de mercurio pueden tener usos adicionales en la agricultura, lo que favorece la utilización del biocarbón de Madera y PVC, siendo estos residuos son industriales sin uso en la agricultura y que además no necesitan de tratamientos adicionales para una adsorción alta de mercurio (86%).

Por otra parte, se encontraron biocarbones con una capacidad de adsorción mucho menor a la matriz de Madera/PVC, estos biocarbones también son una unidad de análisis para observar cómo interactúan las características de las matrices de carbón. El biocarbón, que presento la menor capacidad de adsorción fue un biocarbón producido a partir de paja de arroz durante un proceso de pirólisis de una hora a una temperatura de 600°C, no se encuentra el porcentaje de cenizas lo que no permite identificar si hay una gran presencia de minerales que puedan estar ocupando los sitios activos; Aunque su área superficial específica y el porcentaje de carbono son mayor en comparación a la del biocarbón de Madera/PVC (183,9 m²/g y 65,8%). Este biocarbón no logra disponer de buenos grupos funcionales ya que cuenta con post tratamiento de impregnación de NH₃ + SO₂, al agregar SO₂ se propensa a la creación de sales químicas como sulfatos los cuales se forman en la superficie del biocarbón lo que reduce la eficiencia de remoción de mercurio 19,3% (Zhang et al., 2019). De igual forma un segundo biocarbón con una baja capacidad de adsorción es el biocarbón producido a partir de madera durante cuatro horas a una temperatura de 600°C, cuenta con un porcentaje de cenizas de 3,7% lo que puede significar una disminución de los sitios activos como lo son los poros, además de contar un porcentaje de carbono y un área superficial de 403.5 m²/g y 83%, no tiene un gran número de grupos funcionales, lo que condiciona de gran manera el rendimiento medio de adsorción el cual fue de 28,9% (Park et al., 2019).

Por otra parte, cabe destacar que la matriz de biocarbón de Madera/PVC, a pesar de no contar con un post tratamiento al momento de su elaboración, cuenta con una característica adecuada como lo es, la concentración de C, las cuales le proporcionan una gran capacidad de retención de mercurio, a pesar de esto, el área superficial específica no es tan eficiente como las demás variables, ya que es muy baja, esto se debe específicamente a los materiales utilizados para la elaboración de la matriz.

5.3 Análisis de las relaciones entre las variables químicas y físicas de las diferentes matrices de biomásas para la adsorción de mercurio en aguas contaminadas

De acuerdo con Álvarez & Carrasco (2016) un aspecto importante de las matrices de biocarbón radican en el proceso de quimisorción el cual depende de la activación de los grupos funcionales y las cargas con las que estos generan para atraer las moléculas del compuesto contaminante ayudados de los procesos de fisisorción caracterizados por el volumen total de poros, área superficial y el porcentaje de cenizas, relaciones que se pueden observar en la tabla 3 de análisis de correlación Pearson.

En la tabla 3 se observan relaciones directamente proporcionales entre las variables adsorción de mercurio con % volumen de poros, área superficial específica y dosis de biocarbón corroborando lo observado por Xiang et al., (2020) y el comportamiento de la adsorción en relación al tipo de materia prima para la producción del biocarbón; siendo que el área superficial específica tiene una alta relación directamente proporcional con la dosis de biocarbón para la adsorción del mercurio ($r:0.93$), así mismo se observa una relación alta y directamente proporcional entre el % de volumen de poros y la adsorción de mercurio ($r:0.97$). En este sentido las variables a considerar para determinar o elegir un material para la producción de biocarbón es su % porcentaje de poros y el

área superficial específica y con estos parámetros se puede establecer la dosis de adición en el medio para la obtención de mayores adsorciones de contaminantes como el mercurio.

Por otro lado y de acuerdo con Rajapaksha et al., 2019 las cenizas tienen una fuerte relación con la adsorción, ya que los minerales que se encuentran inmersos en estas actúan como elementos que forman y activan los grupos funcionales para atraer las moléculas de mercurio encontrándose un coeficiente alto de correlación entre la adsorción de mercurio y el porcentaje de cenizas ($r: 0.71$); así mismo, se observa una alta relación entre la adsorción de mercurio con la dosis de biocarbón, ya que a una mayor dosis de biocarbón habrá una mayor adsorción (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de correlación entre variables de adsorción de mercurio en aguas contaminadas

	<i>Ase T</i>	<i>Poros</i>	<i>Cenizas</i>	<i>Adsorción</i>	<i>Dosis</i>
<i>Ase t</i>	1,00				
<i>Poros</i>	0,54	1,00			
<i>Cenizas</i>	0,09	0,08	1,00		
<i>Adsorción</i>	0,47	0,97	0,71	1,00	
<i>Dosis</i>	0,93	0,08	0,08	0,74	1,00

Correlación de Pearson: Coeficientes/probabilidades. ASE: Área superficial

El análisis inferencial realizado para las variables área superficial específica, dosis de biocarbón y porcentaje de poros se encontró un valor de $P < 0.05$ indicando diferencias estadísticamente significativas entre los valores de las diferentes biomásas, lo que permite confirmar que la adsorción del mercurio depende del tipo de biomasa y las características que adquieren en el proceso de pirólisis (Tabla 4).

Tabla 4. Análisis inferencial de las variables de adsorción de mercurio en aguas contaminadas
Valor de medias

<i>Variable</i>	<i>N</i>	<i>Media</i>	<i>DE</i>	<i>LI (95)</i>	<i>T</i>	<i>P (unilateral D)</i>
<i>ASE</i>	17	133,80	129,87	78,81	4,25	0,0003
<i>Dosis</i>	12	12,96	22,35	1,38	2,01	0,0348
<i>Poros</i>	14	0,24	0,21	0,15	4,40	0,0004

Prueba t de student para una media. ASE: Área superficial específica; Dosis: Dosis de biocarbón; N: Número de muestras; DE: Desviación estándar, diferencias estadísticamente significativas para $P < 0.05$.

5.3 Potencialidades del biocarbón dentro del paradigma de la economía circular

La incorporación de materiales a la producción de biocarbón como lo es el policloruro de vinilo (PVC) y madera; responden y aportan a una de las problemáticas mayormente marcadas a nivel mundial, la contaminación ambiental (Ignacio Aracil Sáez, 2008), además de la eliminación de estos y otros residuos, se convierten en una de las principales preocupaciones en los países industrializados, lo que provoca interés de estos mismos en la generación de soluciones por parte de la ciudadanía, el sector público y el sector productivo (Jimenez, 2017). La matriz de biocarbón producida a partir de madera y PVC arguye a los tres principios de la economía circular; los cuales son la preservación y mejora del capital natural, la optimización del uso de los recursos y la eliminación de las externalidades negativas, cada uno de los cuales aborda varios de los retos en términos de recursos y del sistema a los que han de hacer frente las economías industriales; (EMA Foundation, 2015).

En primer lugar, la preservación y la mejora del capital natural, controlando las existencias finitas equilibrando los flujos de recursos renovables. Ya que todo comienza desmaterializando la utilidad, proporcionando utilidad a nuevos productos siempre que sea posible, el sistema circular los selecciona y elige las tecnologías y procesos que empleen recursos renovables, además, una economía circular mejora el capital natural potenciando el flujo de nutrientes del sistema y creando condiciones que, por ejemplo, permitan la regeneración de los cuerpos de agua contaminados. (Jimenez, 2017). La elaboración de la matriz de Madera/PVC especialmente se enmarcan dentro de este principio de la economía circular, gracias a que para la producción de este biocarbón, se han de utilizar residuos orgánicos y no orgánicos como lo son los restos de madera provenientes de la industria maderera y los residuos de PVC procedentes de la industria de construcción, esto comparado con el primer principio promueve la preservación del capital natural, ya que no se

requieren de nuevas explotaciones y transformaciones de materias primas para la producción de biocarbón, además, esta nueva utilidad que se le dan a los residuos transformados en biocarbón, aportando no solo a la preservación del flujo de materia de madera y PVC sino también a los demás recursos naturales ya que el biocarbón es utilizado para la retención de metales pesados ya sean en suelos o fuentes hídricas contaminadas.

En segundo lugar, el siguiente principio pretende aumentar el uso de los recursos rotando sus componentes y materiales con la máxima utilidad en todo momento, tanto en los ciclos técnicos como en los biológicos; Esto supone un diseño en el cual se pueda repetir el proceso de los residuos tanto, en la restauración y reciclaje de modo que los componentes y materiales recirculen y sigan contribuyendo a la economía (Jimenez, 2017). El biocarbón singularmente el de Madera/PVC, por sus características, puede ser reutilizado después de ser empleado para la retención de mercurio, debido a que la alta concentración de C en el biocarbón, proveen de una gran estabilidad lo que repercute en un aumento de su vida útil. Además, una peculiaridad del biocarbón, es su reintegración en el ciclo productivo en el cual fue empleado ya que las moléculas de mercurio que fueron adheridas a la matriz pueden ser separadas de este mediante un proceso químico que disponga de nuevo el área superficial específica del biocarbón, lo que significa que el biocarbón, constantemente está maximizando su rotación en los ciclos técnicos y biológicos (Hanumante et al., 2019).

Como tercer y último principio, la economía circular busca fomentar la eficacia del sistema revelando y eliminando externalidades negativas. Esto incluye reducir los daños al uso humano, tales como los relacionados con los alimentos, la movilidad, la vivienda, la educación, la salud y el ocio, y gestionar externalidades tales como la contaminación de las aguas, la emisión de sustancias tóxicas y el cambio climático (Jimenez, 2017), siendo que, al descontaminar suelos y

aguas, permite detener la bioacumulación y flujos en fuentes de aguas que son utilizadas para cada una de estas actividades como lo son la producción de alimentos, establecimiento de vivienda en lugares libres de contaminantes, seguridad en términos de la salud de comunidades expuestas a lugares con contaminación de mercurio y el ocio en ríos, quebradas y lagunas libres de contaminación por mercurio, lo que permite el cumplimiento de este principio de la economía circular.

Cabe destacar, que el biocarbón de Madera/PVC se destaca dentro del paradigma de la económica circular, debido a que cumple con los tres principios, gracias a que su elaboración depende principalmente de los restos de madera y PVC generados primeramente por las industrias manufactureras de madera y la construcción, a su vez, el biocarbón se destaca dentro de los demás biocarbones evaluados por la gestión no solo de los residuos orgánicos como lo realizan las demás matrices sino que también emplea residuos no orgánicos como lo es el PVC el cual es un gran foco de contaminación ambiental en nuestros tiempos, y muchas de las demás matrices son utilizadas en otros procesos agrícolas o industriales, entrando en competencia o incumpliendo con el principio de preservación del capital natural. Por otro lado, su utilización y reutilización para la descontaminación del suelo y de los cuerpos de agua, apuntan al segundo y tercer principio de la economía circular puesto que elimina las externalidades generadas por la contaminación de metales pesados, mejorando y promoviendo tanto el capital natural como del capital humano, ya que este mitiga y evita la contaminación por mercurio la cual posteriormente repercute en una afectación directa a las poblaciones antrópicas, como lo es la intoxicación a causa de metales pesado.

6. CONCLUSIONES

- El biocarbón es un material potencialmente rentable y sostenible para la adsorción de mercurio debido a sus propiedades inherentes. Sin embargo, el área superficial específica, el porcentaje de cenizas, el volumen de poros y la presencia de grupos funcionales básicos juegan papeles de vital importancia en la capacidad de absorción de mercurio del biocarbón. Así pues, en algunos casos resulta efectivo las modificaciones del biocarbón mediante procesos químicos y físicos para mejora de sus características, sin embargo, en otros casos, las modificaciones químicas realizadas a los biocarbones resultan ser perjudiciales para el rendimiento de adsorción.
- Las propiedades físicas y químicas de los biocarbones dependen principalmente del tipo de materia prima y de los parámetros del proceso de pirólisis, como lo son, la temperatura y el tiempo por el cual se efectúa. Los efectos combinados de las condiciones de la materia prima y de la pirolisis afectan directamente a las propiedades fisicoquímicas de los biocarbones.
- El biocarbón producido a partir de Madera/PVC resalta principalmente por sus características las cuales le proveen de un alto porcentaje de adsorción de mercurio, este rendimiento de adsorción de debe gracias a los grupos funcionales de C-CL los cuales se forman gracias a la liberación de cloro proveniente del PVC al momento de ser pirolizado junto con la madera.
- Las nuevas economías emergentes como lo es la economía circular empiezan a tener gran importancia y fuerza debido a que hay que generar un cambio no solo económico sino también cultural en cuanto a la extracción, transformación, uso y disposición de los recursos naturales a causa de que las problemáticas ambientales empiezan a trascender los

sistemas económicos y se deben de adoptar sistemas más sostenibles que hagan frente a las problemáticas ambientales actuales.

- La matriz de biocarbón, encaja dentro del modelo de economía circular, respondiendo a los retos y desafíos enmarcador dentro del desarrollo sostenible, además de aportar a la mitigación de la problemática ambiental como lo es la contaminación de las fuentes hídricas por metales pesados, responde al modelo económico generando externalidades positivas como es el caso de ser valorizado como potencial económico y ambiental.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Agrafioti, E., Bouras, G., Kalderis, D., & Diamadopoulos, E. (2013). Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 101, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>
- Álvarez Merino, M. Á., & Carrasco Marín, F. (2016). *Aplicaciones de Adsorbentes y Catalizadores en Procesos Medioambientales y Energéticos*.
- Bernardo, M., Lapa, N., Gonçalves, M., Mendes, B., Pinto, F., Fonseca, I., & Lopes, H. (2012). Physico-chemical properties of chars obtained in the co-pyrolysis of waste mixtures. *Journal of Hazardous Materials*, 219–220, 196–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.077>
- Budnik, L. T., & Casteleyn, L. (2019). Mercury pollution in modern times and its socio-medical consequences. *Science of the Total Environment*, 654(November 2018), 720–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.408>
- Burbano Labrador, C., Gamboa, C., & W. Sanchez, C. (2017). *Desarrollo e Implementación de un Sistema Inalámbrico de Monitoreo de Variables Atmosféricas con Herramientas de Software y Hardware Libre*. https://www.researchgate.net/profile/Jhon_Fredy_Narvaez/publication/320170890_Desarrollos_de_la_Ingenieria_ambiental_en_la_evaluacion_de_la_calidad_de_los_recursos_naturales_y_la_salud_ambiental/links/59d26bfca6fdcc181ad611ce/Desarrollos-de-la-Ingenieria-
- Camargo García, J. C., Arias Morales, J. P., & Muñoz Paredes, D. (2014). Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia. *Acta Agronomica*, 64(2). <https://doi.org/10.15446/acag.v64n2.40639>
- Czégény, Z., Jakab, E., Bozi, J., & Blazsó, M. (2015). Pyrolysis of wood-PVC mixtures. Formation of chloromethane from lignocellulosic materials in the presence of PVC. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 113, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.11.016>
- Díaz Arriaga, F. A. (2015). Mercurio en la minería del oro: impacto en las fuentes hídricas destinadas para consumo humano. *Revista de Salud Pública*, 16(6), 947–957. <https://doi.org/10.15446/rsap.v16n6.45406>
- Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., Rebolledo, E., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., & Etchevers, J. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo Biocarbon (biochar) I: Nature, history, manufacture and use in soil. *Terra Latinoamericana*, 34, 367–382. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n3/2395-8030-tl-34-03-00367.pdf>
- EMA FUNDATION. (2015). Visible body: Ema.european.eu: https://www.ema.europa.eu/en/documents/annual-report/2015-annual-report-european-medicines-agency_en.pdf
- Frérot, A. (2014). Economía Circular y eficacia en el uso de los recursos. *Robert-Schuman.Eu*. <http://keepontrack.eu/contents/>
- García, C. (2017). Economía circular y su papel en el diseño e innovación sustentable. *Libros Editorial UNIMAR*, 0(0 SE-Artículos), 80–86. <http://ojseditorialumariana.com/index.php/libroseditorialunimar/article/view/1154>
- García, C., Lett, L. A., Lee, R. P., Keller, F., Meyer, B., Cerantola, N., Balboa, C., Domínguez, M., Arroyo Morocho, F. R., Ávila, R. C., Campos, J. L. M., Hermida Balboa, C., Domínguez Somonte, M., Sarabia-Guarín, A., Sánchez-Molina, J., Leyva-Díaz, J. C., Castillo Salgado, P. E., Instituto Superior del Medio Ambiente, Hoch, S., ... Estudios, C. (2017). No 主観的

- 健康感を中心とした在宅高齢者における 健康関連指標に関する共分散構造分析
Title. *Informador Técnico*, 3(1), 82–90. <https://doi.org/10.7203/CIRIEC-E.93.12901>
- García, S. (2018). ECONOMÍA CIRCULAR: 30 AÑOS DEL PRINCIPIO DE DESARROLLO SOSTENIBLE EVOLUCIONAN EN EL NUEVO GRAN OBJETIVO MEDIOAMBIENTAL DE LA UNIÓN EUROPEA. *Métodos de Información*, 1(1), 4. <https://doi.org/10.5557/22>
- Gómez, X., Ladd, B., Muñoz, A., & Anaya de la Rosa, R. (2017). Determination of the Effect of Biochar on Mobility of Mercury in Soil Plant System. *The Biologist*, 15(1), 37–48. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.24039/rtb2017151137>
- Hanumante, N. C., Shastri, Y., & Hoadley, A. (2019). Resources , Conservation & Recycling Assessment of circular economy for global sustainability using an integrated model. *Resources, Conservation & Recycling*, 151(November 2018), 104460. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104460>
- Ignacio Aracil Sáez. (2008). Formacion de contaminantes y estudio cinetico de la pirolisis y combustion de plasticos PE, PVC y PCP. *Universidad de Alicante*, 414. http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/9608/1/tesis_doctoral_ignacio_aracil.pdf
- Jafri, N., Wong, W. Y., Doshi, V., Yoon, L. W., & Cheah, K. H. (2018). A review on production and characterization of biochars for application in direct carbon fuel cells. *Process Safety and Environmental Protection*, 118, 152–166. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.06.036>
- Jimenez, K. (2017). *LA IMPLEMENTACION: ECONOMIA CIRCULAR, PROCESOS COMERCIALES Y MARKETING*.
- Mariscal-santi, W. E. (2017). *Determination of Mercury in Canned Tuna by Atomic Absorption Determinação de mercúrio em atum enlatado*. 3, 148–164.
- Millar, N., McLaughlin, E., & Börger, T. (2019). *The Circular Economy: Swings and Roundabouts ?* 158(October 2018), 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.012>
- Moreno, A. Y. (2018). ECONOMIA CIRCULAR: CRECIMIENTO INTELIGENTE, SOSTENIBLE E INTEGRADOR. *Journal of Linguistics*, 3(2), 1–65. <https://doi.org/10.18041/2382-3240/saber.2010v5n1.2536>
- Olivero-Verbel, J., Young-Castro, F., & Caballero-Gallardo, K. (2014). Contaminación por mercurio en aire del distrito minero de San Martín de Loba en el departamento de Bolívar, Colombia. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 30(1), 7–13.
- Park, J. H., Wang, J. J., Zhou, B., Mikhael, J. E. R., & DeLaune, R. D. (2019). Removing mercury from aqueous solution using sulfurized biochar and associated mechanisms. *Environmental Pollution*, 244, 627–635. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.069>
- Rajapaksha, A. U., Ok, Y. S., El-Naggar, A., Kim, H., Song, F., Kang, S., & Tsang, Y. F. (2019). Dissolved organic matter characterization of biochars produced from different feedstock materials. *Journal of Environmental Management*, 233(August 2018), 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.069>
- Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS: IMPLICACIONES EN SALUD, AMBIENTE Y SEGURIDAD ALIMENTARIA. *The Indian Journal of Pediatrics*, 24(1), 14. <https://doi.org/10.1007/BF02796157>
- Romero Longwell, J. (2017). Eficiencia en la Inmovilización de Plomo en el Suelo Mediante la Aplicación de Cantidades de Biocarbón en el Distrito San Mateo, Lima. *Universidad César Vallejo*, 1–95.
- Romero Longwell, J., Urien-Pinedo, A., Condeña Naventa, E., Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo,

- C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., Rebolledo, E., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., Etchevers, J., Gómez, X., Ladd, B., Muñoz, A., ... Cheah, K. H. (2017). Obtención de biocarbones y biocombustibles mediante pirólisis de biomasa residual. *Universidad César Vallejo*, 118(1), 393–399. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.24039/rtb2017151137>
- Sarabia-Guarin, A., Sánchez-Molina, J., & Leyva-Díaz, J. C. (2017). Uso de nutrientes tecnológicos como materia prima en la fabricación de materiales de construcción en el paradigma de la economía circular. *Respuestas*, 22(1), 6. <https://doi.org/10.22463/0122820x.815>
- Steiner, C. (2010). Las perspectivas de Biocarbón - secuestro de carbono , ciclo de nutrientes y generación de energía Biochar prospects – carbon sequestration , nutrients cycle and energy generation Introducción. *Revista Palmas*, 31(No. Especial, Tomo II), 116–125.
- Tan, G., Sun, W., Xu, Y., Wang, H., & Xu, N. (2016). Sorption of mercury (II) and atrazine by biochar, modified biochars and biochar based activated carbon in aqueous solution. *Bioresource Technology*, 211, 727–735. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.147>
- Tejada, C., Villabona, A., & Garcés, L. (2014). *Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico*.
- Wang, T., Liu, J., Zhang, Y., Zhang, H., Chen, W. Y., Norris, P., & Pan, W. P. (2018). Use of a non-thermal plasma technique to increase the number of chlorine active sites on biochar for improved mercury removal. *Chemical Engineering Journal*, 331(July 2017), 536–544. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.017>
- Xu, X., Schierz, A., Xu, N., & Cao, X. (2016). Comparison of the characteristics and mechanisms of Hg(II) sorption by biochars and activated carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, 463, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.10.003>
- Xu, Y., Zeng, X., Luo, G., Zhang, B., Xu, P., Xu, M., & Yao, H. (2016). Chlorine-Char composite synthesized by co-pyrolysis of biomass wastes and polyvinyl chloride for elemental mercury removal. *Fuel*, 183, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.06.024>
- Yang, J., Zhao, Y., Ma, S., Zhu, B., Zhang, J., & Zheng, C. (2016). Mercury Removal by Magnetic Biochar Derived from Simultaneous Activation and Magnetization of Sawdust. *Environmental Science and Technology*, 50(21), 12040–12047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03743>
- Zhang, H., Chen, J., Zou, W., He, F., Hu, X., Tsang, D. C. W., Ok, Y. S., & Gao, B. (2019a). Biochar technology in wastewater treatment: A critical review. *Chemosphere*, 252, 126539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>
- Zhang, H., Wang, T., Sui, Z., Zhang, Y., Sun, B., & Pan, W. P. (2019b). Enhanced mercury removal by transplanting sulfur-containing functional groups to biochar through plasma. *Fuel*, 253(May), 703–712. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.068>

